

ЕКОЛОГІЯ

УДК 631.95:631.445.2/.4+633

Риженко Н. О., Кавецький В. М.

ОЦІНКА ФЕРМЕНТАТИВНОЇ АКТИВНОСТІ ОКСИДАЗ ҐРУНТУ
ЗА УМОВ ІМПАКТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ Pb, Cd, Zn, Cu
ЕКОСИСТЕМИ

Представлено методологію розрахунку діапазонів активності оксидаз ґрунту, що дає змогу оцінювати токсичність Cd, Pb, Cu, Zn по відношенню до поліфенолоксидази і пероксидази в умовах моно- та мультиметалічного забруднення ґрунту. Визначено ряд токсичності металів по відношенню до оксидаз ґрунту: $Cd > Cu > Pb > Zn$. Встановлено, що дія комплексу металів менш токсична для ферментів порівняно до монометалічної дії за виключенням цинку.

Вступ

Проблема прогнозу поведінки важких металів в екосистемі за умов імпактного типу забруднень (*impact* - англ. удар) сьогодні й досі залишається невирішеною, хоча частка імпактних забруднень становить 20-50 % від загальної кількості. Сполуки важких металів - Cd, Pb, Cu, Zn - є типовими та домінантними забруднювачами агроекосистем, джерелами надходження яких є викиди промисловості, робота транспорту, використання засобів хімізації. Переважна кількість полютантів, що надходять із забрудненням (76 %-94 %), як правило, локалізується у ґрунті, де мікробіологічна та ферментна діяльність виконує головну буферну роль, визначаючи геохімічну ємність та родючість ґрунту [1-3]. У цій роботі вивчалась активність поліфенолоксидази та пероксидази в 0-20 сантиметровому шарі ґрунту в умовах його забруднення Cd, Pb, Cu, Zn. Досліджувані ферменти належать до групи оксидаз та відіграють важливу роль у регуляції енергетичного балансу біологічних екосистем, в тому числі й фітопродукційного процесу, оскільки беруть участь у синтезі та розпаді гумусних речовин ґрунту, а також визначають геохімічну ємність (буферну здатність) ґрунту [4-7]. Тому вивчення впливу ВМ на активність оксидаз є необхідною умовою проведення фітотоксикологічної та екотоксикологічної оцінки забрудненої екосистеми.

Матеріали та методи

Досліджувані ґрунти: дерново-середньопідзолистий супіщаний (рН сол. -5,5, гідролітична кислотність 2,7 мг-екв./100г, вміст гумусу за Тюрнім 0,87 %, ступінь насиченості основами 58 %) та чорнозем типовий малогумусний (рН сол. -6,2, ступінь насиченості основами 82,3 %, вміст гумусу за Тюрнім 2,89 %) під посівом ячменю ярого.

Схема вегетаційного дослідів передбачала внесення ВМ у ґрунт за схемою:

1. Контроль;

2, 3, 4 - Cu: 5 ГДК (500 мг/кг ґрунту), 10 ГДК (1000 мг/кг), 15 ГДК (1500 мг/кг);

5, 6, 7 - Zn: 5 ГДК (1500 мг/кг), 10 ГДК (3000 мг/кг), 15 ГДК (4500 мг/кг);

8, 9, 10, 11, 12, 13 - Cd: 5 ГДК (15 мг/кг), 10 ГДК (30 мг/кг), 15 ГДК (45 мг/кг), 30 ГДК (90 мг/кг), 50 ГДК (150 мг/кг), 100 ГДК (300 мг/кг);

14, 15, 16, 17, 18 - Pb: 5 ГДК (150 мг/кг), 10 ГДК (300 мг/кг), 15 ГДК (450 мг/кг), 30 ГДК (900 мг/кг), 50 ГДК (1500 мг/кг).

Схема польового дослідів: 1. Контроль; 2. 0,5 ГДК солей Zn, Cd, Cu, Pb; 3. 1ГДК солей Zn, Cd, Cu, Pb; 4. 5 ГДК солей Zn, Cd, Cu, Pb.

При закладенні дослідів були використані такі солі: $Pb(NO_3)_2$, $ZnSCy_7H_2O$, $CuSCy_7H_2O$, $CdSO_4$.

У контрольному варіанті на дерново-середньопідзолистому ґрунті вміст рухомих форм

досліджуваних елементів становив: Cu 0,92; Zn 2,40; Cd 0,10; Pb 0,30 мг/кг та на чорноземі типовому, відповідно, - 2,60; 5,30; 0,11; 0,32 мг/кг.

Закладка та проведення польового досліду проводились відповідно до загальноприйнятих методик [8; 9]. Повторність чотириразова. Солі металів вносили у ґрунт різними кількостями згідно зі схемою досліду. Екстракцію рухомих та потенційно рухомих форм Cd, Pb, Cu, Zn проводили 1 Н НСІ з подальшим визначенням хроматографічним методом у тонкому шарі адсорбенту (№ 50-97 від 19.06.1997 р.) [10]. Визначення активності оксидаз ґрунту проводили за методом А. ПІ. Галстяна [11].

Зміну активності поліфенолоксидази та пероксидази в умовах забруднення ВМ описували за допомогою рівняння п'ятого та третього ступеня. Аналіз одержаних результатів супровод-

жувався кореляційним та дисперсійним статистичними методами обробки результатів. Довірча ймовірність становила 0,95 [8; 12].

Результати та їх обговорення

Встановлення рівня токсичності кожного з досліджуваних металів по відношенню до активності пероксидази та поліфенолоксидази проводили в умовах монометалічного забруднення (вегетатійний дослід) (табл. 1). Логічно припустити, що активність оксидаз по відношенню до кожного елементу залежить від їх структурних особливостей (поліфенолоксидаза - мідьвмісний, а пероксидаза - залізовмісний ферменти) [13; 14].

В цілому збільшення концентрації металів у ґрунті приводило до пригнічення активності оксидаз. Формалізація залежності активності оксидаз від концентрації металу в ґрунті дала можливість установити діапазони їх активності по відношенню до кожного досліджуваного елементу.

Таблиця 1. Діапазон активності оксидаз в умовах монометалічного забруднення

Метал	Варіант	Концентрація рухомих форм ВМ в ґрунті, мг/кг ґрунту	Фермент			
			Поліфенолоксидаза		Пероксидаза	
			Активність ферменту, мг пурпургаліу на 1 г ґрунту	Активність ферменту, % від контролю	Активність ферменту, мг пурпургаліу на 1 г ґрунту	Активність ферменту, % від контролю
Дерново-середньопідзолистий ґрунт						
	Контроль		0,680	100,0	0,429	100,0
Cd	5ГДК	7,72	0,466	69,60	0,190	44,3
	10ГДК	15,33	0,746	109,70	0,414	96,5
	15ГДК	22,90	0,789	116,00	0,429	100,0
	30ГДК	46,40	0,247	36,60	0,131	30,5
	50ГДК	77,10	0,229	33,70	0,119	27,8
	100 ГДК	153,10	0,069	10,20	0,021	5,0
	HCP _{5%}		0,10		0,09	
Pb	5 ГДК	116,10	0,619	91,00	0,380	88,6
	10 ГДК	231,90	0,551	81,00	0,354	82,5
	15 ГДК	347,70	0,595	87,00	0,302	70,5
	30ГДК	695,10	0,391	57,50	0,173	40,3
	50 ГДК	1158,30	0,073	10,80	0,022	5,1
	HCP _{5%}		0,06		0,17	
Zn	5 ГДК	743,00	0,639	94,00	0,429	100,0
	10 ГДК	1913,10	0,707	104,0	0,336	78,3
	15 ГДК	2868,45	0,347	51,0	0,129	30,0
	HCP _{5%}		0,10		0,08	

Закінчення таблиці 1

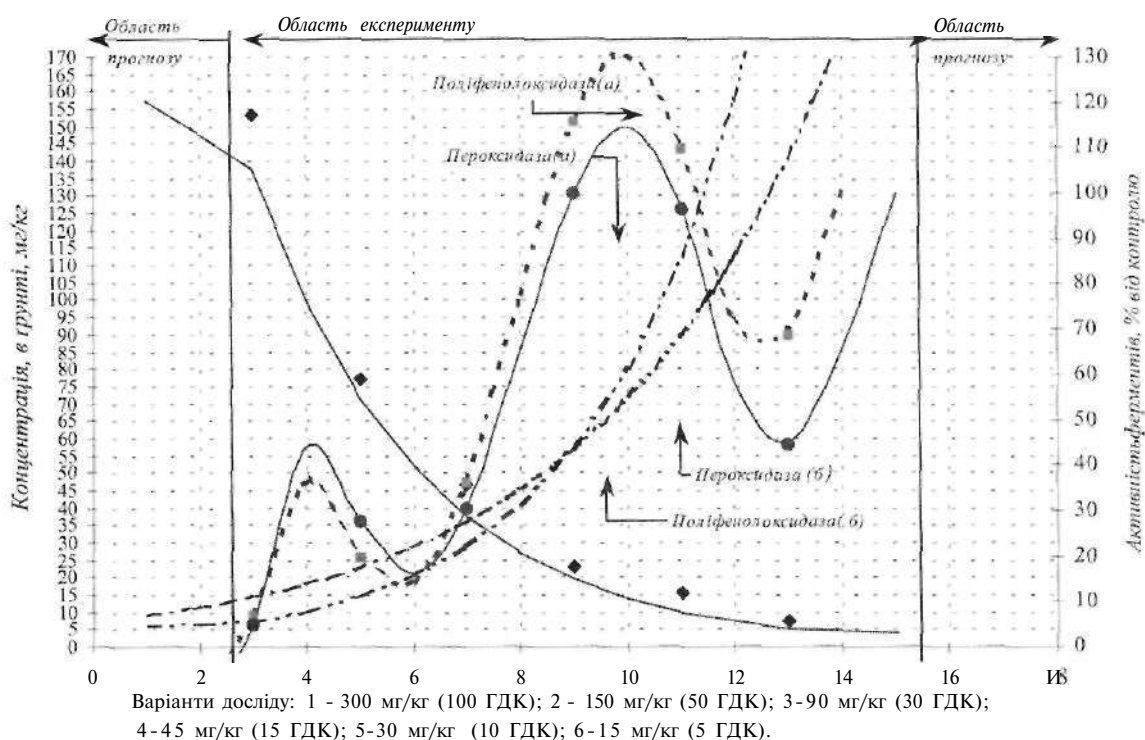
Метал	Варіант	Концентрація рухомих форм ВМ в ґрунті, мг/кг ґрунту	Фермент			
			Поліфенолоксидаза		Пероксидаза	
			Активність ферменту, мг пурпургаліну на 1 г ґрунту	Активність ферменту, % від контролю	Активність ферменту, мг пурпургаліну на 1 г ґрунту	Активність ферменту, % від контролю
Cu	5ГДК	173,80	0,660	97,0	0,412	96,0
	10ГДК	533,45	0,653	96,0	0,390	90,9
	15ГДК	799,72	0,612	90,0	0,184	43,0
	HCP _{5%}		0,10		0,08	
Чорнозем типовий малогумусний						
	Контроль		0,750	100,0	0,540	100,0
Cd	5ГДК	7,01	0,660	88,0	0,270	50,0
	10ГДК	13,90	0,387	51,6	0,387	71,7
	15ГДК	20,80	0,639	85,2	0,369	68,3
	30ГДК	41,70	0,335	44,7	0,218	40,4
	50ГДК	68,20	0,300	40,0	0,185	34,3
	100 ГДК	138,90	0,139	18,5	0,056	10,4
	HCP _{5%}		0,07		0,10	
Pb	5 ГДК	109,16	0,735	98,0	0,387	71,67
	10 ГДК	231,90	0,720	96,0	0,426	78,9
	15 ГДК	347,70	0,810	108,0	0,405	75,0
	30ГДК	695,10	0,488	65,0	0,272	50,38
	50 ГДК	1062,00	0,113	15,0	0,04	7,5
	HCP _{5%}		0,09		0,09	
Zn	5 ГДК	656,50	0,579	77,2	0,228	42,2
	10 ГДК	1657,91	0,330	44,0	0,150	27,7
	15 ГДК	2484,20	0,483	64,4	0,168	31,1
	HCP _{5%}		0,10		0,17	
Cu	5 ГДК	144,30	0,768	102,4	0,444	82,2
	10 ГДК	421,00	0,768	102,4	0,660	122,2
	15 ГДК	630,20	0,735	98,0	0,540	100,0
	HCP _{5%}		0,11		0,10	

Графік залежності активності оксидаз від кон-
центрації кадмію у дерново-середньопідзоли-
стому ґрунті як приклад наведено на рис. 1.

Діапазон активності поліфенолоксидази та
пероксидази в умовах забруднення ґрунту важ-
кими металами визначається областю концент-
рацій рухомої форми металу в ґрунті (мг/кг),

верхньою межею якого є значення, при якому не
відбувається пригнічення активності ферменту
(рівень контролю), а нижньою - значення, при
якому спостерігається 100 % пригнічення актив-
ності ферменту. Рівень контролю вважали за
100 % активність ферментів.

Залежність активності оксидаз від концент-
рації рухомих форм металу в ґрунті встановлю-



, • Концентрація рухомих форм в ґрунті в Активність поліфенолоксидази 9 Активність пероксидази

Примітка: Поліфенолоксидаза (а), пероксидаза (а) - поліноміальна формалізація; поліфенолоксидаза (б), пероксидаза (б) - експоненціальна формалізація.

Рис. 1. Діапазон активності оксидаз в умовах монометалічного імпактного забруднення кадмієм на дерново-середньопідзолистому ґрунті.

вали за допомогою методу імітаційного моделювання [12], в результаті чого був одержаний увесь діапазон активності оксидаз в умовах монометалічного забруднення. Багаторічне спостереження залежності показника ферментативної активності ґрунту від концентрації рухомих форм металу в ґрунті ускладнене при імпактному типі забруднення в зв'язку із одноразовим внесенням поллютанту в ґрунт. Тому екстремальні концентрації металу в ґрунті були підібрані експериментальним шляхом. Зміна концентрації рухомих форм певного металу описувалась за допомогою експоненціальних кривих. Вибір експоненціальної апроксимації був обґрунтований математично за допомогою встановлення коефіцієнтів кореляції між фактичними та теоретичними даними, які становили: 0,99 - Cd; 0,99 - Pb; 0,97 - Zn; 0,95 - Cu на дерново-середньопідзолистому ґрунті та 0,99 - Cd; 0,99 - Pb; 0,97 - Zn; 0,96 - Cu на чорноземі типовому малогумусному. Динаміку активності ферментів в умовах імпактного забруднення можна описати за допомогою загального експоненціального тренду [15]. Графік залежності активності поліфенолоксидази та пероксидази від концентрації рухомих форм Cd у ґрунті за допомогою експоненціальної кривої представлено на рис. 1. Однак дос-

товірність цієї формалізації невисока. Згідно з законами фазових реакцій, «все або нічого», загальних властивостей систем - їх перервності та неперервності - коливальний розвиток активності ферментів в умовах забруднення ґрунту ВМ є типовим; в той же час згідно з законом «внутрішньодинамічної рівноваги» після стресу екосистема ніколи не повертається до попереднього стану, оскільки конструктивна зміна у її структурі викликає збільшення ентропії та поглинання енергії зовні, що призводить до суттєвих змін у її ієрархії. Тому експоненціальна формалізація динаміки активності ферментів є загальним трендом, що описує процеси деградації у екосистемі [1; 2; 15; 16]. Таким чином, залежність активності ферментів від концентрації металів у ґрунті описували за допомогою поліноміальної спадної кривої, що узгоджується з літературними даними та є детальною частиною загального експоненціального тренду процесів деградації у екосистемі (рис. 1). Так, при пригніченні активності поліфенолоксидази Cd коефіцієнт кореляції між фактичними та теоретичними даними у разі поліноміальної формалізації становив $r = 0,99$, а у разі експоненціальної - $r = 0,49$ та у разі формалізації активності пероксидази, відповідно, $r = 0,99$ та $r = 0,59$ (рис. 1). Зміну активності

поліфенолоксидази та пероксидази в умовах забруднення Cd описували за допомогою рівняння п'ятого ступеня на дерново-середньопідзолистому ґрунті: $3,4177x^5 - 59,992x^4 + 387,8x^3 - 1132,9x^2 + 1491,1x - 682,4$ (коефіцієнт кореляції $r = 0,99$) - поліфенолоксидаза; $3,2567x^3 - 58,296x^2 + 385,76x^3 - 1160,3x^2 + 1576,9x - 742,3$ ($r = 0,99$) - пероксидаза. Активність оксидаз в умовах забруднення Pb, Cu, Zn описували рівнянням третього ступеня. При забрудненні Pb дерново-середньопідзолистого ґрунту: $5,75x^3 - 61,107x^2 + 209,14x - 145,8$ ($r = 0,97$) - поліфенолоксидаза; $2,833x^3 - 34,207x^2 + 136,71x - 102,34$ ($r = 0,96$) - пероксидаза; та на чорноземі типовому малогумусному $5,317x^3 - 60,164x^2 + 216,92x - 147,5$ ($r = 0,96$) - поліфенолоксидаза; $4,605x^3 - 51,79x^2 + 186,13x - 137,47$ ($r = 0,97$) - пероксидаза. Аналогічні рівняння було отримано для решти металів на обох досліджуваних ґрунтах.

За діапазонами активності оксидаз проводили оцінку токсичності ВМ по відношенню до ферментів (табл. 2). Найбільш токсичним по відношенню до ферментів виявився кадмій: діапазон активності оксидаз в умовах його забруднення був як на дерново-середньопідзолистому ґрунті, так і на чорноземі типовому малогумусному.

Найменш токсичним по відношенню до оксидаз був цинк: діапазон активності його ферментів був найбільшим за абсолютними значеннями границь і шириною амплітуди та становив для поліфенолоксидази 390-3650 мг/кг та пероксидази 300-3200 мг/кг металу на дерново-середньопідзолистому ґрунті і відповідно 630-3800 мг/кг та 520-3400 мг/кг на чорноземі. Свинець характеризувався меншою токсичністю порівняно до міді та більшою, ніж цинк: діапазон активності поліфенолоксидази при забрудненні ґрунту Pb становив 80-1211 та пероксидази 60-1070 мг/кг металу на дерново-середньопідзолистому ґрунті і відповідно 105-1260 та 70-1150 мг/кг на чорноземі типовому малогумусному (табл. 2).

Сумісна дія важких металів (мультиметалічне забруднення) на ферментативну активність ґрунту досліджувалась у польових умовах. Було

відзначено зменшення активності ферментів у міру збільшення вмісту суміші металів на обох досліджуваних ґрунтах, серед яких найінтенсивнішим спадом активності поліфенолоксидази та пероксидази характеризувався дерново-середньопідзолистий ґрунт, на якому початок інтенсивного спаду активності ферментів спостерігався на рівні 0,5 ГДК, тоді як на чорноземі - близько 1 ГДК металів у суміші (табл. 3). Зміна концентрації суміші металів описувалась експоненціальною кривою, яка дає змогу поза областю експерименту аналітичним шляхом розширити діапазон концентрацій металів у ґрунті (коефіцієнти кореляції (r) між теоретичними та практичними точками становили на дерново-середньопідзолистому ґрунті 0,99 та 0,98 на чорноземі типовому). Залежність активності поліфенолоксидази та пероксидази від концентрації суміші металів у ґрунті формалізували за допомогою логарифмічної кривої (рис. 2).

Виходячи з попередніх апроксимацій активності ферментів в умовах монометалічного забруднення, логічно було б припустити використання поліноміальної формалізації зміни активності оксидаз від суміші ВМ. Однак результати аналізу показали доцільність використання логарифмічної кривої для формалізації залежності активності ферментів від даного діапазону концентрацій суміші металів у ґрунті, що підтверджується кореляційним аналізом (коефіцієнт кореляції між теоретичними та практичними даними варіював у межах від 0,93 до 0,99). Зміну активності ферментів на дерново-середньопідзолистому ґрунті описували рівняннями:

$51,9 \ln x + 28,168$ (коефіцієнт кореляції $r = 0,93$)- поліфенолоксидаза; $54,999 \ln x + 21,436$ ($r = 0,93$) - пероксидаза. На чорноземі типовому малогумусному зміну активності оксидаз від концентрації суміші металів описували рівняннями: $22,102 \ln x + 69,19$ ($r = 0,96$) - поліфенолоксидаза; $28,55 \ln x + 57,858$ ($r = 0,99$) - пероксидаза.

Величина амплітуди діапазонів активності ферментів за мультиметалічного забруднення була більшою порівняно до монометалічних умов. Нижня границя діапазонів при сумісній дії

Таблиця 2. Діапазон активності оксидаз в умовах монометалічного імпактного забруднення

Фермент	Діапазон активності ферменту, в мг/кг рухомої форми металу							
	Дерново-середньопідзолистий ґрунт				Чорнозем типовий малогумусний			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
Поліфенолоксидаза	5-145	70-1150	80-1211	390-3650	8-155	80-1200	105-1260	630-3800
Пероксидаза	4-142	50-1050	60-1070	300-3200	6,5-150	60-1100	70-1150	520-3400

Таблиця 3. Вплив мультиметалічного забруднення ґрунту Cd, Pb, Cu, Zn на активність оксидаз

Варіант		Концентрація рухомих форм ВМ в ґрунті, мг/кг ґрунту	Фермент			
			Поліфенолоксидаза		Пероксидаза	
			Активність ферменту, мг пурпургаліну на 1 г ґрунту	Активність ферменту, % від контролю	Активність ферменту, мг пурпургаліну на 1 г ґрунту	Активність ферменту, % від контролю
Дерново-середньопідзолистий ґрунт						
Контроль		1,032	100,0	0,864	100,0	
0,5 ГДК	79,22	0,876	84,9	0,639	74,0	
1ГДК	154,71	0,454	44,0	0,328	38,0	
5 ГДК	758,69	0,372	36,0	0,233	27,0	
ЖР _{5%}		0,09		0,06		
Чорнозем типовий малогумусний						
Контроль		1,116	100,0	0,966	100,0	
0,5 ГДК	75,33	1,050	94,0	0,888	91,9	
1ГДК	142,42	1,032	92,5	0,801	83,9	
5 ГДК	679,13	0,765	68,5	0,540	55,9	
СР _{5%}		0,21		0,11		

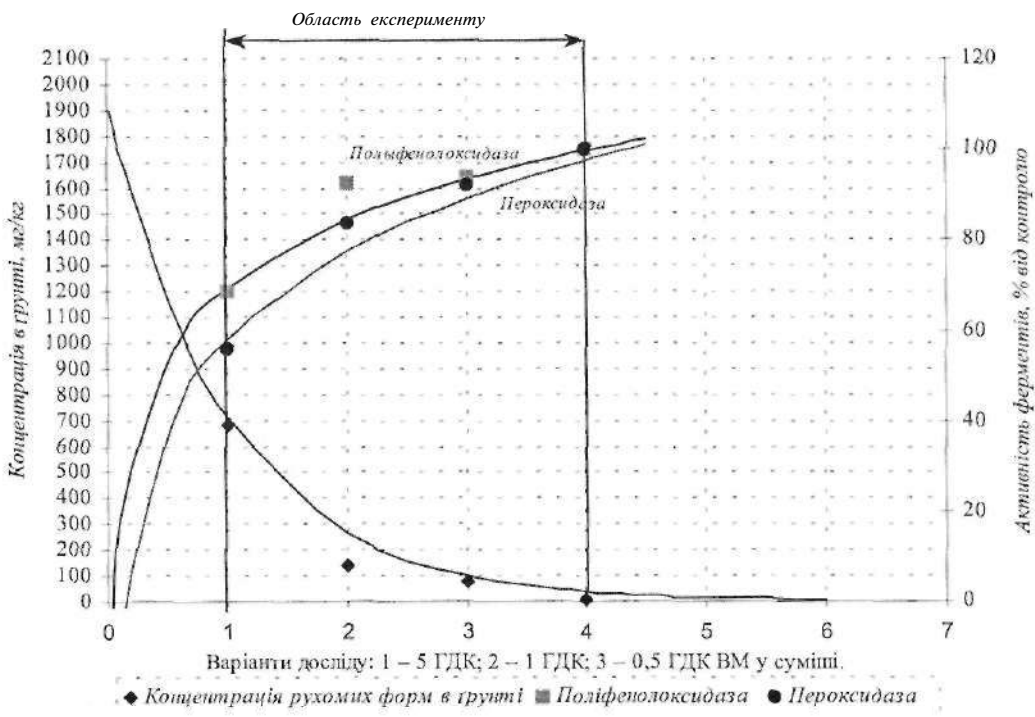


Рис. 2. Діапазон активності оксидаз в умовах мультиметалічного імпактного забруднення на чорноземі типовому малогумусному.

металів майже збігалась із найменшими границями діапазонів при монометалічному забрудненні, які були характерні для кадмію внаслідок його найбільшої токсичності по відношенню до оксидаз. Верхні границі діапазонів активності

ферментів при мультиметалічному забрудненні були меншими порівняно до границь діапазону активності оксидаз при селективній дії цинку, що дає підставу говорити про меншу токсичність суміші металів у порівнянні з дією окремо внесених металів за виключенням Zn (табл. 2; 4).

Таблиця 4. Діапазони активності оксидаз при мультиметалічному забрудненні

Фермент	Концентрація метал в у суміші в ґрунті (контроль включно), мг/кг рухомих фо їм	
	Дерново-середньо- підзолистий ґрунт	Чорнозем типовий малогумусний
Поліфено- оксидаза	5,2-1500,0	30,6-1900,0
Пероксидаза	3,7-1200,0	22,7-1700,0

Висновки

На основі величини діапазонів активності ферментів по відношенню до вмісту рухомої форми металу в ґрунті виявлено рівень токсичності кожного з досліджуваних металів стосовно поліфенолоксидази та пероксидази ґрунту. Встановлено ряд токсичності ВМ по відношенню до оксидаз ґрунту: $Cd > Cu > Pb > Zn$.

Для поліфенолоксидази діапазони активності становили Cd 5-145 мг/кг, Cu 70-1150 мг/кг, Pb 80-1211 мг/кг, Zn 390-3650 мг/кг ґрунту та пероксидази Cd 4-142 мг /кг, 50-1050 Cu мг/кг, Pb 60-1070 мг/кг, Zn 300-3200 мг/кг рухомої форми металу у ґрунті на дерново-середньопід-

золисту ґрунті. На чорноземі типовому малогумусному діапазони активності поліфенолоксидази становили Cd 8-155 мг/кг, Cu 80-1200 мг/кг, Pb 105-1260 мг/кг, Zn 630-3800 мг/кг та пероксидази Cd 6,5-150,0 мг/кг, Cu 60-1100 мг/кг, Pb 70-1150 мг/кг, Zn 520-3400 мг/кг.

Виявлено, що дія суміші металів менш токсична для ферментів порівняно до монометалічної дії металів за виключенням цинку. Величини діапазонів активності ферментів в умовах мультиметалічного забруднення були більшими порівняно до діапазонів активності ферментів в умовах монометалічного забруднення металів, окрім цинку. Діапазон активності поліфенолоксидази при мультиметалічному забрудненні становив 5,2-1500 мг/кг рухомих та потенційно рухомих форм металів, тоді як для цинку він становив 390-3650 на дерново-середньопідзолисту ґрунті, а на чорноземі відповідно 30,6-1900 та 630-3800 мг/кг. Діапазон активності пероксидази при мультиметалічному забрудненні становив 3,7-1200 мг/кг металів на дерново-середньопідзолисту ґрунті, для цинку - 300-3200 мг/кг, а на чорноземі типовому малогумусному відповідно - 22,7-1700 мг/кг і 520-3400 мг/кг.

1. Реймерс Н. Ф. Экология: Теории, законы, правила, принципы и гипотезы.- М.: Россия молодая, 1994.- С. 45-49.
2. Реймерс Н. Ф. Природопользование: Словарь-справочник.- М.: Мысль, 1990.- 637 с.
3. Кавецкий В. М., Козьякова Н. О. Екотоксичний моніторинг агрогеоценотичного покриву (концепція та критерії оцінка стану агроценозів) // Науковий вісник НАУ, Вип. 50.- К., 2002.- С 290-293.
4. Галстян А. Ш. К оценке степени плодородия почв ферментативными реакциями. Микроорганизмы в сельском хозяйстве.- М.: Изд-во МГУ, 1963.- С. 327-335.
5. Зырин Н. Т., Раськова Н. В., Платонов Г. В. Действие тяжелых металлов на ферментативную активность почв // Мелиорация, использование и охрана почв Нечерноземной зоны.- М- 1980.- С. 186-187 .
6. Андреев Е. И., Шутинская Г. А., Валаурова Е. В. Иерархическая система биоиндикации почв, загрязненных тяжелыми металлами // Почвоведение.- 1997.- № 12.- С.1491-1496.
7. Гамулин Р. В. Индикация загрязнения почв тяжелыми металлами путем определения активности почвенных ферментов // Агрохимия.- № 11.-1989.-С. 133-134.
8. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта.- М.: Колос, 1979.-416 с.
9. Журбицкий З. И. Теория и практика вегетационного метода.- М.: Наука, 1968.- 266 с.
10. Кавецкий В. М., Макаренко Н. А., Лишук А. М., Бу-

жне Г. О., Кавецкий С. В. Методичні вказівки по визначенню Hg, Zn, Co, Cd, Cu у ґрунті, рослинах, у воді методом тонкошарової хроматографії, узгоджені МОЗ (постанова головного державного санітарного лікаря України від 10.06.97 р. № 50) та затверджені Укрдержхімкомісією за № 50-97 від 19.06.97.

11. Галстян А. Ш. Определение активности ферментов почв (методические указания).- Ереван: НИИ Почвоведения и агрохимии Арм.ССР.- 1978.- 54 с.
12. Свирежев Ю. М., Логофет Д. О. Устойчивость биологических сообществ.- М.: Изд-во Наука, 1978.— С. 300-301.
13. Джуманиязов И. Д., Казиев С. М. Особенности микробиологического режима осушаемых почв в условиях интенсификации // Биологические свойства осушаемых почв в условиях интенсификации. АН Узб. ССР. Институт микробиологии.- Ташкент: Фан.- 1991.- С.69-74.
14. Долгова Л. А. Активность некоторых оксидоредуктаз как диагностический показатель, характеризующий почвы, загрязненные промышленными выбросами // Почвоведение.- 1978.- № 5.- С. 93-98.
15. Марри Дж. Нелинейные дифференциальные уравнения в биологии. Лекции о моделях: Пер. с англ.- М.: Мир, 1983.- С. 11-12.
16. Дедю И. И. Экологический энциклопедический словарь.-К.: 1999.-408 с.

N. Ryzhenko, V. Kavetsky

**ESTIMATION OF THE SOIL FERMENTS' ACTIVITY OF OXIDIZES
IN THE CONDITIONS OF THE IMPACT HEAVY METALS ECOSYSTEM
POLLUTION BY Pb, Cd, Zn, Cu**

The article deals with approach of the calculation of soil oxidizes activity diapasons. It allows to evaluate Cd, Pb, Cu, Zn toxicity regarding polyphenoloxidize and peroxidize in the conditions of the single and complex of metals soil pollution. According to the value of heavy metals toxicity regarding soil oxidizes the heavy metals can be ranked in the following descending order: $Cd > Cu > Pb > Zn$. The influence of the heavy metals complex had less toxicity regarding soil oxidizes than effect of zinc on soil ferments.